

**Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da
Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região
Marinha e Costeira Adjacente**

Material Suplementar Ambiente Dulcícola

Tema: Zooplâncton

RT- 46/ JUN 24

RA2023 PMBA/FEST

Vitória,

Junho de 2024

EQUIPE TÉCNICA

Eneida Eskinazi Sant'Anna

Leidiane Pereira Diniz

Bianca Ramos de Meira

Edissa Emi Cortez Silva

Bruna Lana Delfim

Eduarda Simões Pedrosa

Isadora Alvarenga de Andrade

Larissa Schanen Coelho

Yasmin Meireles Castro

SUMÁRIO

1	HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL	4
2	METODOLOGIA	5
2.1	COLETA	5
2.2	ANÁLISE.....	5
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	7
3	RESULTADOS DOS INDICADORES	7
3.1	RIQUEZA.....	8
3.2	ABUNDÂNCIA, BIOMASSA E RECRUTAMENTO	16
3.3	RIQUEZA FUNCIONAL.....	18
3.4	DIVERSIDADE DE ESPÉCIES	19
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS 5 ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO	22
5	ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS	22
6	REFERÊNCIAS	22

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e frequência amostral do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest) passou por modificações ao longo do tempo, visando seu aperfeiçoamento para atendimento aos objetivos do PMBA/Fest. Estas alterações foram aprovadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) por meio de: (1) ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição) e (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.

As modificações implementadas se encontram nos seguintes Materiais Suplementares: 1) MS – Malha e Frequência amostral, onde as diferentes malhas e frequências amostrais são apresentadas nas abas “Ano 1”, “Transição”, “Novo Ciclo” e “Histórico Frequências” e 2) MS – Mapas das malhas amostrais, com a espacialização histórica referente às malhas amostrais dos Ambientes. Como forma de esclarecer os períodos contemplados em cada uma delas, “Ano 1” se refere às estações amostrais monitoradas entre setembro de 2018 e setembro de 2019, “Transição” às estações entre outubro de 2019 e julho de 2022 e “Novo Ciclo” referente às estações amostrais monitoradas a partir de agosto de 2022, à exceção do grupo da Ecotoxicologia, que iniciou a amostragem referente ao Novo Ciclo em janeiro de 2023.

2 METODOLOGIA

A metodologia apresentada contempla o escopo em vigência no momento de entrega deste relatório, ou seja, as amostragens e análises previstas para o Novo Ciclo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática – PMBA submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em agosto de 2022 (e dezembro de 2022 para o Tema Ecotoxicologia). Após a descrição da metodologia implementada, será apresentado um breve descritivo sobre as modificações metodológicas (parâmetros, análise de parâmetros ou grupo de parâmetros, dentre outros) que ocorreram ao longo da evolução do PMBA/Fest a fim de determinar os indicadores.

2.1 COLETA

O zooplâncton foi coletado em estações amostrais nos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce. Nos sistemas lacustres (lagos e lagoas), as coletas consideraram a região litoral e limnética (perfil vertical de atenuação luminosa). Nos reservatórios, as coletas foram realizadas apenas na região limnética. Inicialmente foi determinada a profundidade máxima local e a extensão da zona fótica. Para cada amostra foram filtrados 100 litros de água em rede de plâncton com abertura de malha de 68 μm . Para obter os dados qualitativos, as amostras de zooplâncton foram obtidas através de arrastos horizontais e oblíquos. Antes da preservação das amostras com formol neutralizado (na concentração de 4%), os organismos foram anestesiados com adição de água gaseificada (5 mL), para evitar a contração de espécimes (Pinto-Coelho, 2004).

2.2 ANÁLISE

Em laboratório, a identificação e a contagem do zooplâncton dulcícola foram realizadas de acordo com o tipo de amostra. Para as amostras quantitativas, a contagem dos organismos foi realizada por meio de sub-amostras de 1 mL em câmaras de Sedgewick-Rafter e microscópio óptico (Zeiss/Stemi 508) com câmera acoplada (Axiocam 105). A quantidade de sub-amostras realizadas variou de acordo com a quantidade de indivíduos registrados em cada amostra. Para amostras com muitos indivíduos (> 100 ind.), como lagos e lagoas, foram quantificadas três sub-amostras (de 1 mL cada), enquanto que para ambientes com poucos organismos, como rios e reservatórios, seis sub-amostras foram analisadas. Essa quantificação foi feita para estimar a densidade (ind. L^{-1}), biomassa e a riqueza do zooplâncton. Para calcular a densidade do zooplâncton (ind. L^{-1}), o número total de organismos quantificados na amostra foi multiplicado pelo fator de diluição utilizado na contagem e dividido pelo volume de água filtrado no momento da coleta (50 L). Para a estimativa do recrutamento, foi considerada a densidade de copépodes nos estágios de náuplio e copepodito (ind. L^{-1}). Para as amostras qualitativas, os organismos foram analisados, em pelo menos três sub-amostras, sob microscópio óptico e estereomicroscópio, com identificação realizada a partir de métodos usuais de dissecação e bibliografia especializada (Koste, 1978; Elmoor-Loureiro, 1997; Reid, 1985; Matsumura-Tundisi, 1986; Perbiche-Neves et al., 2015).

Quanto às análises estatísticas, todas consideraram um nível de significância menor que 0,05 e foram realizadas no programa R (R Core Team, 2023). Para determinação da diversidade funcional, as espécies registradas foram classificadas em diferentes grupos funcionais, baseando-se nos seguintes traços: longevidade (curta e longa, até 30 dias e maior que 30 dias de vida, respectivamente), capacidade de escape (baixo, intermediário, grande e máximo), tamanho (traço contínuo, baseado nas medidas dos indivíduos em μm) e estratégias de alimentação (rotíferos filtradores, rotíferos sugadores, rotíferos predadores, cladóceros filtradores, cladóceros raspadores, copépodes filtradores, e copépodes raptorais).

Para elaboração do diagrama de Sunkey foi utilizada a função "geom_alluvium" do pacote ggplot2. As concentrações dos metais selecionados (Al, Ba, Fe, Mn e Zn) e abundância total do zooplâncton foram somadas abrangendo os dados até janeiro de 2024.

As tendências temporais na riqueza (taxonômica e funcional), densidade e biomassa foram testadas usando modelos aditivos de efeitos mistos generalizados (GAMM; função "gamm4"). A curva com a tendência temporal foi obtida pelo método de suavização LOESS (Locally-Weighted Scatterplot Smoother) (função "plotGAMM"). Além disso, também foi calculada a diversidade beta, que pode ser definida como a variação na composição das espécies (abordagem taxonômica) ou dos traços (abordagem funcional, que considera as funções que as espécies desempenham no ambiente) ao longo do espaço ou do tempo. Essas duas abordagens são importantes em estudos de conservação uma vez que podem dar indícios das condições ambientais. Para calcular a diversidade beta taxonômica e funcional entre os anos, tipos de ambientes e períodos hidrológicos foi utilizada uma análise permutacional de dispersões multivariadas (PERMDISP, função "betadisper"). Este teste é baseado na dissimilaridade média de cada unidade amostral ao centroide daquele grupo no espaço multivariado, através de uma matriz de distância.

Para verificar quais fatores estariam impulsionando a diversidade do zooplâncton no Baixo Rio Doce, foi realizada a análise de redundância baseada em distância (db-RDA). Para avaliação da variação da estrutura da comunidade zooplanctônica da Bacia do Baixo Rio Doce, foram utilizadas o conjunto de variáveis que representam as características ambientais (temperatura, salinidade, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, clorofila-a, fósforo total, fosfato, nitrogênio total, nitrito, nitrato, amônio e silicato) e conjunto de metais (alumínio, bário, ferro, manganês e zinco). Além de um conjunto de variáveis temporais (AEM) e variáveis espaciais (distância entre os ambientes), sendo essas últimas derivadas das coordenadas geográficas dos locais pelo método das coordenadas da matriz principal (PCNM), onde os eixos (autovetores) são usados como explicativos variáveis do modelo espacial. São passíveis de teste de significância apenas os chamados efeitos puros, ou seja, aqueles efeitos de um dado conjunto de variáveis já desconsiderando os efeitos com interação dos dois outros conjuntos de variáveis.

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Ao longo da evolução do PMBA/Fest algumas alterações e adaptações metodológicas foram necessárias para consolidação do nosso banco de dados e obtenção de resultados cada vez mais robustos. Fundamental a inserção, a partir de agosto de 2022, dos reservatórios de Aimorés e Mascarenhas (bacia do Rio Doce em MG), além de novos pontos amostrais na região litorânea para lagos e lagoas. A inserção dos reservatórios na malha amostral é fundamental para a estimativa do papel desses ecossistemas artificiais na retenção de elementos e na descontinuidade espacial do Rio Doce. Os novos pontos amostrais na região litorânea de lagos e lagoas contribuirão para o melhor detalhamento da espacialização do zooplâncton e da estrutura da comunidade, contribuindo para futuras propostas de conservação do Baixo Rio Doce. A frequência amostral foi reajustada no novo ciclo do PMBA/Fest, enfatizando especialmente a dinâmica sazonal do período chuvoso (coletas mensais), apontado no ambiente dulcícola como o principal gatilho no recrudescimento da condição ambiental do Baixo Rio Doce, sobretudo em relação ao aumento dos teores de Al, Ba e Fe, constituintes geoquímicos associados ao rejeito de mineração de ferro.

3 RESULTADOS DOS INDICADORES

Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest e obtidos ao longo de todo monitoramento na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte aos gestores ambientais. A partir destes indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

Os indicadores do PMBA/Fest vêm se consolidando ao longo do monitoramento e, seguindo a proposta estabelecida desde o Relatório Anual de 2022 (RA2022), a apresentação dos resultados será exclusivamente a partir da apresentação dos indicadores, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal de forma mais direta e objetiva como se segue:

3.1 RIQUEZA

Tabela 1: Lista de espécies do zooplâncton dulcícola e sua distribuição espacial entre outubro de 2018 e janeiro de 2024 no Baixo Rio Doce: Fluvial - Rio Guandu, Rio Manhuaçu e Rio Doce.

Espécies	Fluvial									Lago				Lagoa				Reservatório		
	E 17	E 0	E 21	E 22	E 26	E E0a	E E2	E E0	E 26F	E 18	E 19	E 20	E 28	E 23	E 24	E 25	E 25A	E 27	E ERA	E ERM
Rotifera																				
Ascomorpha sp.	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1
Asplanchna girodi Guerne, 1888	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Beauchampiella eudactylota (Gosse, 1886)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bdelloidea	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Brachionus angularis Gosse, 1851	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1
Brachionus bidentata Anderson, 1889	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Brachionus calyciflorus Pallas, 1766	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1
Brachionus caudatus Barrois & Daday, 1894	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Brachionus dolabratus (Harring, 1915)	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Brachionus falcatus Zacharias, 1898	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Brachionus havanaensis Rousselet, 1911	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0
Brachionus leydigi Cohn, 1862	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0
Brachionus mirus Daday, 1905	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Brachionus patulus Muller, 1786	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1
Brachionus quadridentatus Hermann, 1783	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0
Brachionus urceolaris Gosse, 1851	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Cephalodella biungulata Wulfert, 1937	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cephalodella gibba (Ehrenberg, 1830)	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0
Cephalodella gracilis (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cephalodella mucronata Myers, 1924	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Colurella obtuse (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Conochilus coenobasis (Skorikov, 1914)	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1
Conochilus dossuarius (Hudson, 1885)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Conochilus unicornis Rousselet, 1892	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Espécies	Fluvial									Lago				Lagoa				Reservatório		
	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	
	17	0	21	22	26	E0a	E2	E0	26F	18	19	20	28	23	24	25	25A	27	ERA	ERM
<i>Dicranophorus caudatus</i> (Ehrenberg, 1834)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dicranophorus grandis</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dicranophorus robustus</i> Harring & Myers, 1928	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eosphora najas</i> Ehrenberg, 1830	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epiphanes clavulata</i> (Ehrenberg, 1831)	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Epiphanes macroura</i> (Barrois & Daday, 1894)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Epiphanes</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euchlanis dilatata</i> Hauer, 1930	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1
<i>Euchlanis incisa</i> Carlin, 1939	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Euchlanis lyra</i> Hudson, 1886	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0
<i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1847)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Hexarthra oxyuris</i> (Sernov, 1903)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane clara</i> (Bryce, 1892)	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1
<i>Lecane elongata</i> Harring & Myers, 1926	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane furcata</i> (Murray 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lecane hastata</i> (Murray, 1913)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lecane hornemanni</i> (Ehrenberg, 1834)	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0

Espécies	Fluvial									Lago				Lagoa				Reservatório		
	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	
	17	0	21	22	26	E0a	E2	E0	26F	18	19	20	28	23	24	25	25A	27	ERA	ERM
<i>Lecane imbricata</i> Carlin, 1939	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1
<i>Lecane nana</i> (Murray, 1913)	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lecane nodosa</i> Hauer, 1938	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lecane scutata</i> (Harring & Myers, 1926)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lecane subtilis</i> Harring & Myers, 1926	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lecane unguitata</i> (Fadeev, 1925)	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1
<i>Macrochaetus longipes</i> Myers, 1934	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
<i>Monommata caudata</i> Myers, 1930	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monommata pseudopoxa</i> Wulfert, 1960	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0
<i>Platyias leloupi</i> Gillard, 1967	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894)	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Pompholyx triloba</i> Pejler, 1957	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Proales minima</i> (Montet, 1915)	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Synchaeta jollyae</i> (Shiel & Koste)	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0

Espécies	Fluvial									Lago				Lagoa					Reservatório	
	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
	17	0	21	22	26	E0a	E2	E0	26F	18	19	20	28	23	24	25	25A	27	ERA	ERM
<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks, 1912)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Testudinella ohlei</i> Koste, 1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0
<i>Trichotria tetractys</i> (Ehrenberg, 1830)	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0
Cladocera																				
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Alona isabellae</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos 2016	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0
<i>Anthalona verrucosa</i> Sars, 1901	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1
<i>Biapertura ossiani</i> (Sinev, 1998)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0
<i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1785)	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
<i>Bosmina tubicen</i> Brehm, 1953	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1886)	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F. Müller, 1785)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ceriodaphnia richard</i> Sars, 1901	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1
<i>Chydorus nitidulus</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	0	1	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0
<i>Chydorus cf. sphaericus</i> (Müller, 1776)	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1
<i>Coronatella monacantha</i> (Sars, 1901)	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1
<i>Coronatella undata</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dadaya macrops</i> (Daday, 1898)	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Daphnia ambigua</i> Scourfield, 1947	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Daphnia laevis</i> Birge 1878	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korínek, 1981	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

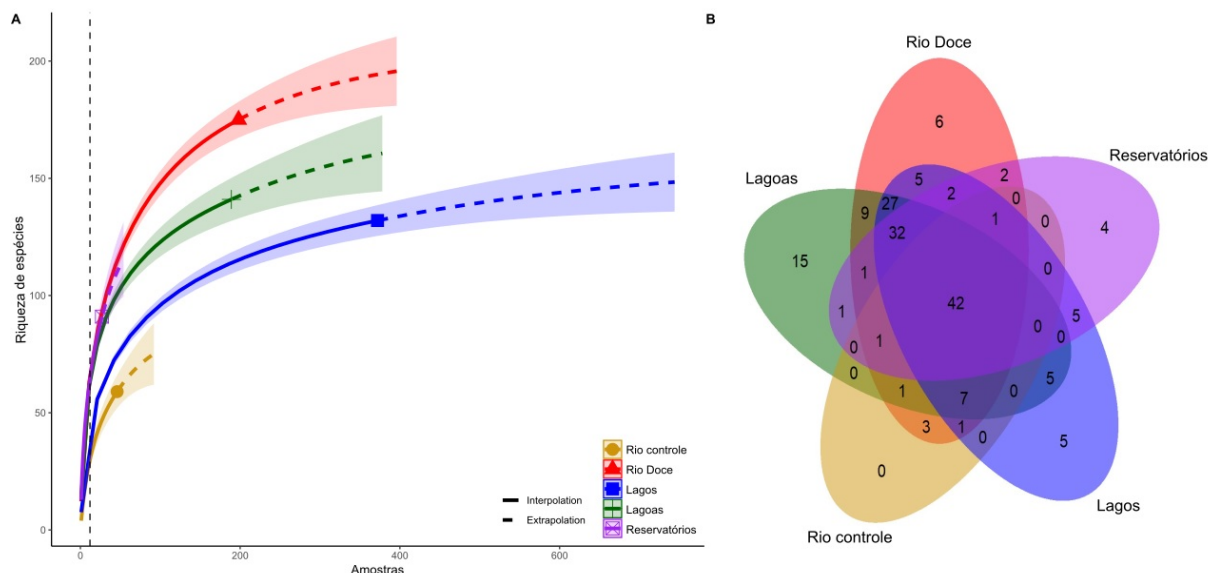
Espécies	Fluvial									Lago				Lagoa				Reservatório		
	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	
	17	0	21	22	26	E0a	E2	E0	26F	18	19	20	28	23	24	25	25A	27	ERA	ERM
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma polyspina</i> Korovchinsky, 1982	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Disparalona leptorhyncha</i> Smirnov, 1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dunhevedia odontoplax</i> Sars, 1901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemeroporus barroisi</i> (Richard, 1894)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Ephemeroporus tridentatus</i> (Bergamin, 1931)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Euryalona brasiliensis</i> Brehm & Thomsen, 1936	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Euryalona orientalis</i> (Daday, 1898)	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Flavalona iheringula</i> (Kotov & Sinev, 2004)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Karualona muelleri</i> (Richard, 1897)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Leydigia striata</i> Berabén, 1939	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothrix elegans</i> Sars, 1901	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Magnospina dentifera</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1875	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Moinodaphnia macleaya</i> (King, 1853)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notoalona sculpta</i> (Sars, 1901)	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Ovalona glabra</i> Sars, 1901	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ovalona kaingang</i> (Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015)	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Sarsilatona serricauda</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Scapholeberis rammeri</i> Dumont & Pensaert, 1983	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simocephalus iheringi</i> Richard 1897	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Simocephalus latirostris</i> Stingelin, 1906	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Simocephalus mixtus</i> Sars, 1903	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1
Copepoda																				
<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i> (Wright, 1935)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0

Espécies	Fluvial									Lago				Lagoa				Reservatório		
	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	
	17	0	21	22	26	E0a	E2	E0	26F	18	19	20	28	23	24	25	25A	27	ERA	ERM
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901)	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Diaptomus corderoi</i> Wright 1936	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Notodiaptomus conifer</i> (Sars, 1901)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl, 1894)	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Notodiaptomus isabelae</i> Wright, 1936	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Notodiaptomus nordestinus</i> (Wright, 1935)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eucyclops cf. elegans</i> (Herrick, 1884)	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectocyclops rubescens</i> Brady, 1904	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1
<i>Eucyclops cf. serrulatus</i> (Fischer, 1851)	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Macrocyclus cf albidus</i> (Jurine, 1820)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Mesocyclops aspericornis</i> (Daday, 1906)	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mesocyclops cf. ellipticus</i> Kiefer, 1936	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0
<i>Mesocyclops cf. oggunus</i> Onabamiro, 1957	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1
<i>Mesocyclops meridianus</i> (Kiefer, 1926)	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Mesocyclops cf. longisetus</i> Dussart, 1987	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Microcyclus alius</i> (Kiefer, 1935)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Microcyclus anceps</i> (Ricard, 1897)	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1
<i>Microcyclus cf. ceibaensis</i> (Marsh, 1919)	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1
<i>Microcyclus finitimus</i> Dussart, 1984	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paracyclops</i> sp.	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Thermocyclops inversus</i> (Kiefer, 1936)	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Espécies	Fluvial					Lago					Lagoa					Reservatório				
	E 17	E 0	E 21	E 22	E 26	E E0a	E E2	E E0	E 26F	E 18	E 19	E 20	E 28	E 23	E 24	E 25	E 25A	E 27	E ERA	E ERM
<i>Tropocyclops prasinus</i> (Fischer, 1860)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Riqueza total	55	77	92	73	99	52	29	59	80	83	91	108	56	40	92	100	81	69	55	62

Ao longo do monitoramento (outubro de 2018 a janeiro de 2024) registramos um total de 175 taxa de zooplâncton, sendo Rotifera o grupo mais representativo (94), seguido por Cladocera (53) e Copepoda (28) (Tabela 1).

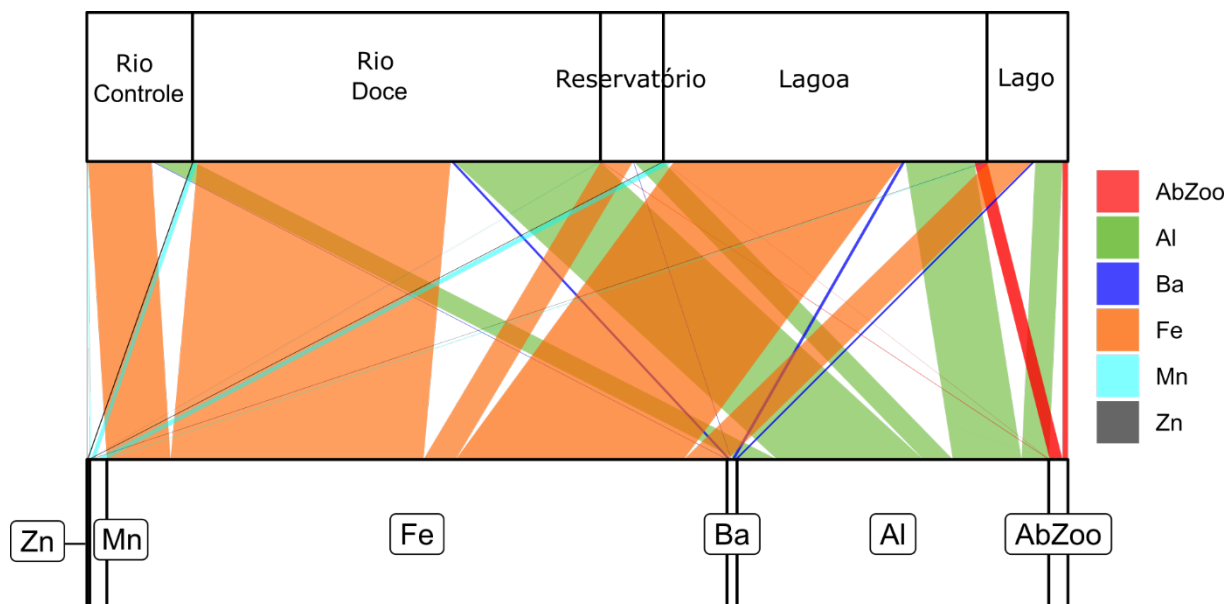
Figura 1: Curvas de rarefação (A) e diagrama de Venn (B) para os rios controles (Rio Guandu e Rio Manhuaçu), Rio Doce, lagoas, lagoas e reservatórios ao longo do monitoramento do PMBA/Fest no Baixo Rio Doce. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2024. Amarelo – rios controles (Rio Guandu e Manhuaçu); vermelho – Rio Doce; azul – lagoas; verde – lagoas; roxo – reservatórios.



No período do monitoramento (outubro de 2018 a janeiro de 2024) foram identificadas 175 taxa zooplânctônicas, sendo que, dentro do sistema fluvial, 140 espécies foram registradas o Rio Doce, e nos rios controles (Rio Guandu e Rio Manhuaçu) 56 espécies. Nos ambientes lênticos, foram observadas 132 espécies nos lagoas, 141 nas lagoas e 91 nos reservatórios (Tabela 1). Duas espécies exóticas foram registradas: o copépode *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957, que ocorreu em todos os ambientes estudados e o rotífero *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908), com registros no Rio Doce, lagoas e lagoas. Nenhum dos ambientes atingiu a estabilidade em número potencial de espécies, indicando a necessidade do monitoramento para uma estimativa real da biodiversidade zooplânctônica no Baixo Rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão (Figura 1A). O Rio Doce apresentou 6 espécies exclusivas, enquanto que os rios controles não apresentaram nenhuma espécie exclusiva. As lagoas tiveram o maior número de espécies exclusivas (15 espécies). Além disso, é importante ressaltar que foi observado um compartilhamento elevado de espécies entre todos os ambientes (42 espécies compartilhadas), indicando padrões de dispersão e conectividade biótica entre os ecossistemas do Baixo Rio Doce (Figura 1B). O maior número de espécies exclusivas nas lagoas reforça a importância dos ambientes rasos em incrementar a biodiversidade do Baixo Rio Doce mesmo após o rompimento da barragem de Fundão. Isso destaca a necessidade de conservação desses ambientes, que conseguem suportar espécies únicas mesmo após receber uma onda de rejeito de mineração.

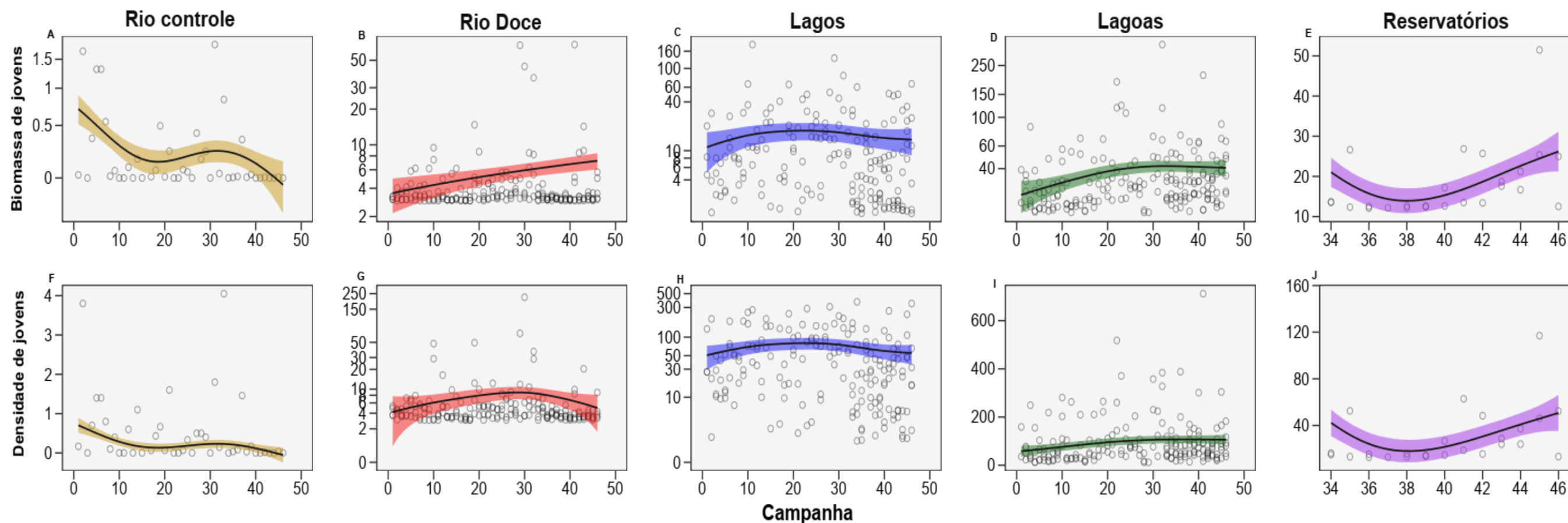
3.2 ABUNDÂNCIA, BIOMASSA E RECRUTAMENTO

Figura 2: Diagrama de Sankey representando as tendências espacial da concentração de metais e da abundância total do zooplâncton na área amostral. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2024. Zn: zinco; Mn: manganês; Fe: ferro; Ba: bário; Al: alumínio e AbZoo: densidade do zooplâncton (ind.L⁻¹).



Os metais comuns na assinatura geoquímica do rejeito (Al, Ba, Fe, Mn e Zn), especialmente o Ferro, estiveram mais concentrados no Rio Doce e nas lagoas, acompanhados de uma menor abundância de zooplâncton (Figura 2). Embora os sistemas lóticos tendam a apresentar uma menor abundância do que os sistemas lênticos (Gagneten & Paggi, 2009), a baixa abundância de zooplâncton observada no Rio Doce pode ser atribuída à alta presença de metais, que exerce uma influência direta na dinâmica do zooplâncton (El-Metwally et al., 2022; Santos et al., 2022).

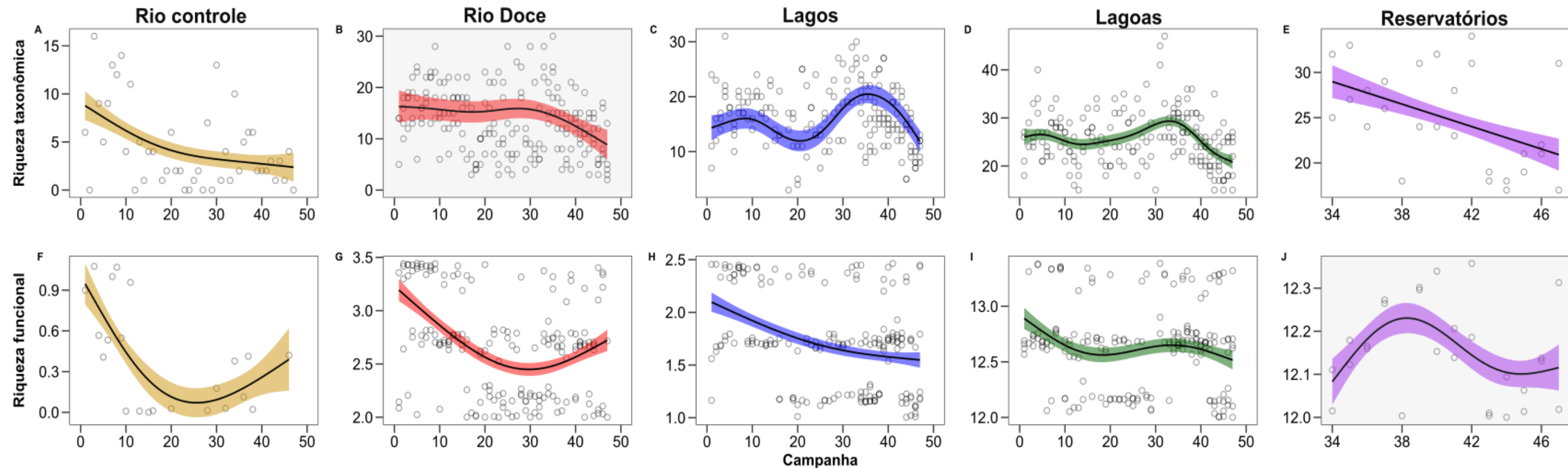
Figura 3: Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na densidade (ind.L^{-1}) e biomassa de formas jovens do zooplâncton (náuplios e copepoditos) ao longo dos anos de monitoramento no baixo Rio Doce, considerando Rio Controle (rios Guandu e Manhuaçu), Rio Doce, lagos, lagoas e reservatórios. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados $\pm 95\%$. Em cinza (A, B, C, D, E, F, G, H, I e J) os modelos que não foram significativos. Amarelo – Rio Controle; vermelho – Rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas; roxo – reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2024.



Não foi observada nenhuma tendência temporal na abundância e biomassa das formas jovens de zooplâncton (ind.L^{-1}) nos ambientes (rios controles: densidade: $F=2,41$; $P = 0,128$ / biomassa: $F= 2,24$; $P = 0,075$; Rio Doce: densidade: $F = 0,96$; $P = 0,409$ / biomassa: $F = 3,54$; $P = 0,061$; lagos: densidade: $F = 1,13$; $P = 0,240$ / biomassa: $F = 0,64$, $P = 0,492$; lagoas: $F = 3,65$; $P = 0,0089$ / biomassa: $F = 1,78$, $P = 0,097$ e reservatórios: densidade: $F = 1,42$; $P = 0,175$ / biomassa: $F = 1,72$, $P = 0,133$) (Figura 3). Embora o zooplâncton possa apresentar várias demandas conflitantes “trade-offs” ao longo de sua história de vida, uma das vantagens de investir em reprodução e alcançar o recrutamento, é conseguir manter populações estáveis mesmo diante das variações ambientais (Litchman et al., 2013). Assim, essa ausência de aumento no incremento de jovens ao longo do tempo indica que as vias tróficas que estruturam a comunidade zooplanctônica não mostram sinais de estabilidade, de forma que não estão favorecendo a reprodução e dessa forma, a comunidade permanece vulnerável diante de impactos ou alterações ambientais.

3.3 RIQUEZA FUNCIONAL

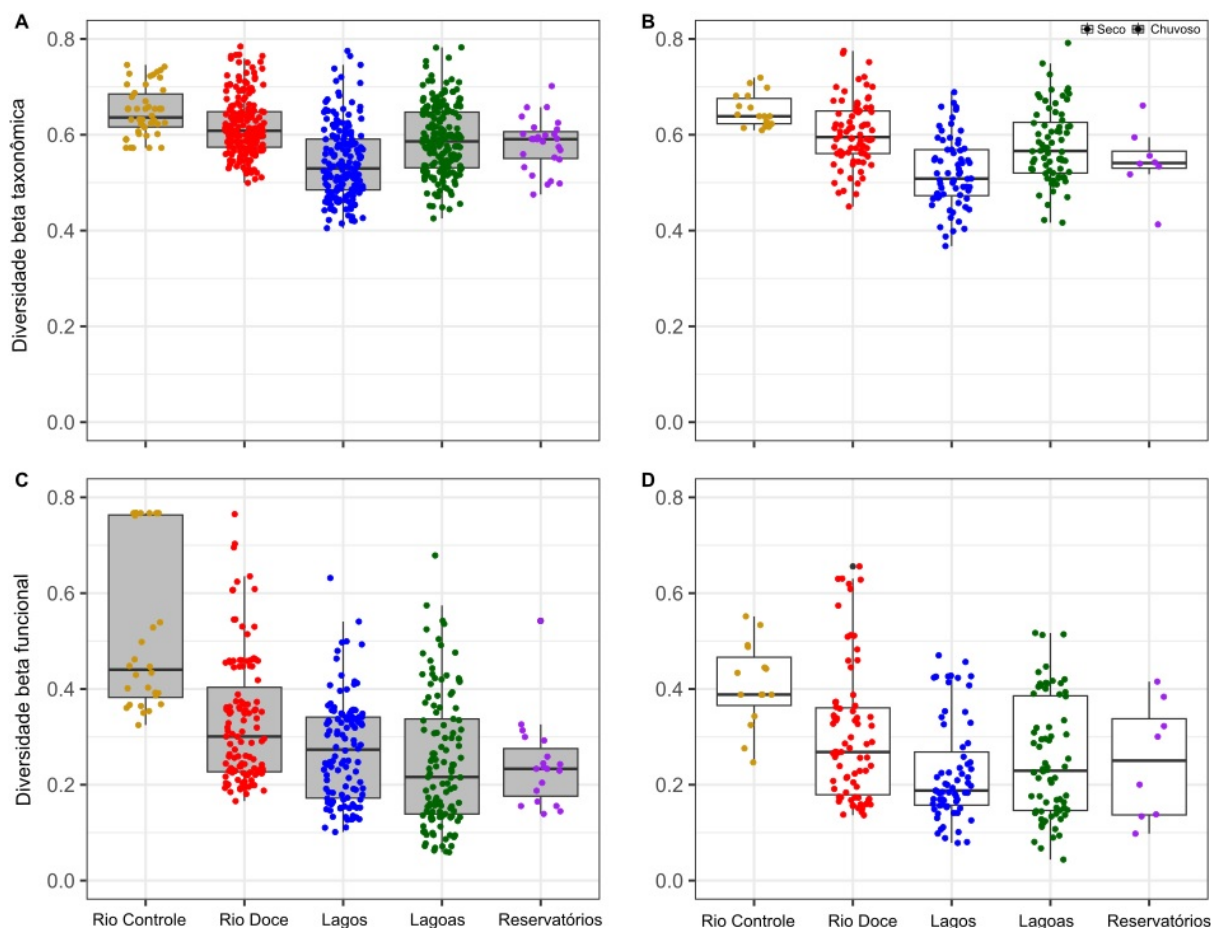
Figura 4: Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na riqueza taxonômica (A a E) e funcional (F a J) do zooplâncton ao longo dos anos de monitoramento no baixo Rio Doce, considerando os rios controles (Rio Guandu e Rio Manhuaçu), Rio Doce, lagos, lagoas e reservatórios. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados $\pm 95\%$. Em cinza (B e J) os modelos que não foram significativos. Amarelo – rios controle; vermelho – Rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas; roxo - reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2024.



A riqueza de espécie diminuiu ao longo do monitoramento para todos os ambientes (rios controles: $F = 7,02$, $P = 0,009$; lagos: $F = 10,37$, $P < 0,001$; lagoas: $F = 7,47$, $P < 0,001$; reservatórios: $F = 7,04$, $P = 0,01$) (Figura 4 A, C-E). A única exceção foi o Rio Doce, onde a riqueza de espécies não flutuou de forma significativa ao longo do tempo ($F = 1,90$; $P = 0,228$) (Figura 4B). Com relação à riqueza funcional, todos ambientes perderam funções ecossistêmicas ao longo do tempo (rios controles: $F = 8,50$, $P = 0,002$; Rio Doce: $F = 18,99$, $P < 0,001$; lagos: $F = 17,79$, $P < 0,001$; lagoas: $F = 2,57$, $P = 0,03$) (Figura 4 F-I), com exceção dos reservatórios ($F = 3,18$, $P = 0,154$) (Figura 4 J). Esses resultados mostram a calha fluvial e os lagos e lagoas estão perdendo espécies e traços funcionais ao longo do tempo (com exceção do Rio Doce que não apresentou alterações na riqueza taxonômica e dos reservatórios que não apresentaram mudanças na riqueza funcional), o que pode resultar em perda de funções ecossistêmicas importantes (Simões et al., 2020), que podem ser representadas por alterações na produtividade dos sistemas ou no metabolismo dos organismos (Yvon-Durocher et al. 2010; YvonDurocher et al. 2015).

3.4 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Figura 5: Diversidade beta taxonômica (A e B) e funcional (C e D), considerando os tipos de ambientes e os períodos ao longo dos anos de monitoramento no baixo Rio Doce. As caixas cinzas representam o período chuvoso e as caixas brancas o período seco. Amarelo – rios controles (Rio Guandu e Rio Manhuaçu); vermelho – Rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas; roxo – reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2024.

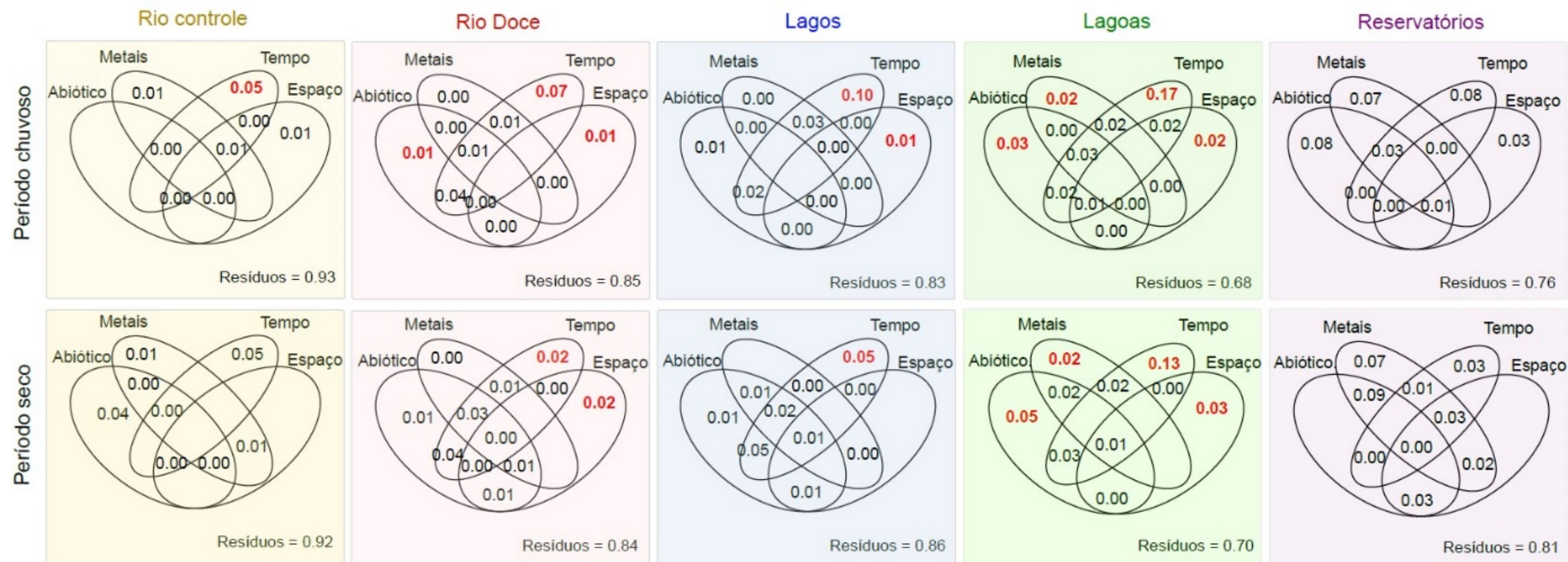


A composição de espécies (Pseudo-F = 9,66; $p < 0,001$) e de traços funcionais (Pseudo-F = 14,12; $p < 0,001$) diferiu entre os tipos de ambiente ao longo do monitoramento. A diversidade beta taxonômica (período chuvoso: $F = 39,78$; $P < 0,001$ / período seco: $F = 17,90$; $P < 0,001$) e funcional (período chuvoso: $F = 26,76$; $P < 0,001$ / período seco: $F = 14,07$; $P < 0,001$) foi maior para o rio controle e rio Doce, do que para os lagos, as lagoas e os reservatórios, independentemente do período hidrológico (chuvoso ou seco) (Figura 5). Nesse caso, a calha fluvial suporta uma composição de espécies e funções ecossistêmicas do zooplâncton particularmente distinta da observada nos outros ecossistemas aquáticos adjacentes. Essa maior variabilidade de espécies e traços na calha já é esperada devido a própria dinâmica fluvial, que pode resultar na mistura do zooplâncton da região litorânea com a região pelágica (Petsch et al., 2021). Isso pode ter explicado os sistemas lóticos terem apresentado uma maior variabilidade de espécies e funções, se comparada a ambientes lênticos. Entretanto, ainda não há elementos para avaliar se o aumento da variabilidade na calha fluvial ou o incremento de formas jovens (Figura 3) é uma resposta positiva na evolução da qualidade ambiental do Baixo Rio Doce após a passagem e a permanência da onda de rejeito de mineração. Porém, ressaltamos que como o Rio

Doce e rios controles (Rio Guandu e Rio Manhuaçu) estão perdendo traços funcionais ao longo do tempo é difícil prever um cenário de recuperação ambiental. Assim, embora esteja ocorrendo uma elevada troca de espécies e traços funcionais na calha fluvial, como esses ambientes estão perdendo traços ao longo do tempo (Figura 4), há um “risco ambiental médio” no cenário de perda de funções ecossistêmicas (Simões et al., 2020). O risco é classificado como médio, pois mesmo diante da simplificação taxonômica e dos traços funcionais, a calha fluvial ainda consegue manter uma elevada diversidade beta (Simões et al., 2020).

3.4.1 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES: ANÁLISE DE PARTIÇÃO DA VARIÂNCIA

Figura 6: Diagramas de Venn, com base na partição de variância, mostrando a importância relativa do ambiente (dados abióticos), dos metais (Al, Ba, Fe e Zn), do tempo (vetores próprios AEM temporais) e do espaço (que indiretamente refletem a importância da dispersão) para diversidade beta do zooplâncton, considerando o período chuvoso e seco ao longo dos anos de monitoramento no baixo Rio Doce. Valores em vermelho indicam relacionamentos significativos. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2024.



A importância relativa do filtro ambiental (dados abióticos), dos metais, dos processos temporais e do espaço variaram de acordo com o período hidrológico e os tipos de ambientes (Figura 6). Os processos temporais, ao longo dos anos de monitoramento, foram os principais impulsionadores dos padrões de diversidade encontrados, especialmente no período chuvoso. A distância espacial e os dados abióticos foram importantes para diversidade do zooplâncton apenas no Rio Doce e nas lagoas. Isso é um indicativo de que, nesses ambientes, os organismos zooplancônicos apresentam uma certa limitação de dispersão e que os filtros ambientais são fatores determinantes para sua permanência nos diferentes ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce. Além disso, os metais influenciaram a diversidade do zooplâncton apenas nas lagoas e em ambos os períodos (chuvoso e seco). Isso mostra que, em comparação com os demais ambientes, as lagoas são mais vulneráveis à exposição a rejeitos de mineração do que aqueles mais profundos. Em ambientes mais profundos, a estratificação térmica e a menor ressuspensão dos sedimentos de fundo podem favorecer a retenção de metais no hipólímnio, reduzindo o impacto deletério desses contaminantes no epilímnio e, consequentemente, no zooplâncton (Santos et al., 2022).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS 5 ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO

O investimento em reprodução é fundamental para, mesmo diante das alterações ambientais, manter as populações de zooplâncton estáveis ao longo do tempo e do espaço (Litchman et al., 2013). Observamos que o recrutamento do zooplâncton (aqui mensurado pela densidade e biomassa de formas jovens) do Baixo Rio Doce tem sido bastante reduzido. Ao longo dos cinco anos de monitoramento a densidade e a biomassa dos jovens não flutuaram de forma significativa ao longo do tempo para nenhum dos ambientes. Como não constatamos nenhum incremento de jovens ao longo do tempo, isso indica que as vias tróficas que estruturam a comunidade ainda não mostram sinais de estabilidade e que o zooplâncton do Baixo Rio Doce permanece vulnerável. Além disso, ao longo dos cinco anos de monitoramento todos os ambientes, com exceção dos reservatórios, perderam traços funcionais ao longo do tempo. Embora a calha fluvial (Rio Guandu, Rio Manhuaçu e Rio Doce) suportem uma maior substituição de espécies em ambos períodos hidrológicos (seco e chuvoso), isso pode estar relacionado justamente a perda de espécies e funções ecossistêmicas desses ambientes. Assim, mesmo já tendo se passado nove anos do rompimento da barragem de Fundão, observamos que a comunidade zooplancônica ainda não mostra sinais de estabilidade e a perda de traços funcionais ao longo dos cinco anos do monitoramento pode resultar na perda de funções ecossistêmicas importantes e alterar outros níveis tróficos do Baixo Rio Doce.

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Todos os itens previstos foram cumpridos para o Tema.

6 REFERÊNCIAS

Elmoor-Loureiro, L. M. A. Manual de Identificação de Cladóceros Límnico do Brasil. Editora Universa, Brasília, 1997.

El-Metwally, M. E. A.; Abu, El-Regal M.A.; Abdelkader, A. I.; Sanad, E. F. Heavy metal accumulation in zooplankton and impact of water quality on its community structure. *Arabian Journal of Geosciences*, 15, 2022. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-09424-x>

Gagneten, A. M.; Paggi, J. C. Effects of heavy metal contamination (Cr, Cu, Pb, Cd) and eutrophication on zooplankton in the lower basin of the Salado River (Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution* 198, 317–334, 2009. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9848-z>

Koste, W. Rotatoria: die Rädertiere Mitteleuropas Begründet von Max Voigt. Monogononta, Gebrüder Borntraeger, Berlin, 1978.

Litchman, E.; Ohman, M.D.; Kiørboe, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, 35, 473-484, 2013. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019>.

Matsumura-Tundisi, T. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. *Brazilian Journal of Biology [Revista Brasileira de Biologia]* 46: 527–553, 1986.

Perbiche-Neves, G., G. A.; Boxshall, D.; Previattelli, M. G.; Nogueira, C. E. F. Rocha. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZooKeys*, 497, 1–111, 2015.

Petsch, D. K., K. Cottenie, A. A. Padial, J. D. Dias, C. C. Bonecker, S. M. Thomaz & A. S. Melo. Floods homogenize aquatic communities across time but not across space in a Neotropical floodplain. *Aquatic Sciences*, 83, 1–11, 2021.

Pinto-Coelho, R. M. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. Amostragem em limnologia. In: Bicudo, C. E. M., Bicudo, D. C. (Eds.) *Amostragem em Limnologia*. (pp. 149-165). São Carlos, São Paulo, 2004.

R Core Team, 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>. version 4.3.1.

Reid, J. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para espécies continentais sul-americanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, 9, 17–143, 1985.

Santos, G. S.; Silva, E. E. C.; Barroso, G. F.; Pasa, V. M. D.; Eskinazi-Sant’Anna, E. M. Do metals differentiate zooplankton communities in shallow and deep lakes affected by mining tailings? The case of the Fundão dam failure (Brazil). *Science of The Total Environment* 806, 150493, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150493>

Simões, N.R.; Braghin, L.M.S.; Dure, G.A.; Santos, J.S., Sonoda, S.L.; Bonecker, C.C. Changing taxonomic and functional β -diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. *Hydrobiologia*, 847, 3845-3856, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04234-w>.

Yvon-Durocher, G.; Jones, J.I.; Trimmer, M.; Woodward, G.; Montoya, J.M. Warming alters the metabolic balance of ecosystems. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci.*, 365, 2117e2126, 2010.

Yvon-Durocher, G.; Allen, A.P.; Cellamare, M.; Dossena, M.; Gaston, K.J.; Leitao, M. et al. Five years of experimental warming increases the biodiversity and productivity of phytoplankton. *PLoS Biol.*, 13, e1002324, 2015.